

生物完整性指数及其在水生态健康评价中的应用进展

王为木^{1,2}, 蔡旺炜^{1,2} (1. 河海大学水利水电学院, 江苏 南京 210098; 2. 河海大学南方地区高效灌排与农业水土环境教育部重点实验室, 江苏 南京 210098)

摘要: 生物完整性指数(index of biotic integrity, IBI)是用以度量区域生物集群维持物种组成、多样性、结构和功能稳态能力的量化指标,经过 30 多年的发展,已成为水生态健康定量评价的热门方法。IBI 是将具有不同敏感性的多项度量指标复合而得的一个数值,其理论基础是生态学与数学,涉及生物学和环境科学等其他多门学科。IBI 作为一种定量分析方法,其理论技术体系仍在不断发展演化,关键技术环节为参照位点选取、度量指标筛选以及指标赋权和复合,各环节的实现存在多种观点和方法。基于大量监测数据的预测模型研究是目前国际学界的研究热点,但我国学界尚未见 IBI 预测模型的研究报道。除了传统的 F-IBI(鱼类 IBI)、B-IBI(底栖动物 IBI)、A-IBI(固着藻类 IBI)、P-IBI(浮游生物 IBI)和 AP-IBI(水生植物 IBI),已有学者提出 M-IBI(微生物 IBI),基于上述单类群 IBI(s-IBI)的研究成果,多类群 IBI(m-IBI)将成为今后重要的研究方向。IBI 的应用目的可分为水生态健康定量评价、水生态对人类干扰响应的定量分析和预测水生态健康状况。认为 IBI 具有量化、对象依赖性、学科交叉性、标准化趋势和系统误差性的特点,IBI 在农村河道、灌区和农田生态健康评价领域是一种极具前景的方法。

关键词: 生物完整性指数; 水生态健康; 定量分析; 预测模型; 进展

中图分类号: X826; S19 **文献标志码:** A **文章编号:** 1673-4831(2016)04-0517-08

DOI: 10.11934/j.issn.1673-4831.2016.04.001

Index of Biotic Integrity and Its Application to Aquatic Ecological Health Assessment. WANG Wei-mu^{1,2}, CAI Wang-wei^{1,2} (1. College of Water Conservancy and Hydropower Engineering, Hohai University, Nanjing 210098, China; 2. Key Laboratory of Efficient Irrigation-Drainage and Agricultural Soil-Water Environment in Southern China, Ministry of Education, Hohai University, Nanjing 210098, China)

Abstract: Index of biotic integrity (IBI) is a quantitative one, often used to scale the abilities of aquatic biocoenoses to maintain species composition, diversity, structure and function stability. IBI has been gradually developing in the past 30 years and now into one of the most important indices to quantitatively assess aquatic ecological health. IBI is a numerical value, which is acquired by integrating a number of measuring indices different in sensitivity, and relies on ecology and mathematics as its theoretical foundation, and some other disciplines, too, like biology, environmental science, etc.. IBI being a quantitative analysis method, its theoretical and technical system keeps on developing and evolving and its key technical links lie in selecting reference sites, screening measuring indices, empowering and recombining the indices, for materialization of these links exists a variety of ideas and methods. Research on prediction models based on large volumes of monitoring data is a hot spot topic in the current international academia. However, little has been reported about the IBI prediction models in China. In addition to the traditional F-IBI (fish-based IBI), B-IBI (benthod-based IBI), A-IBI (sessile algae-based IBI), P-IBI (plankton-based IBI) and AP-IBI (aquatic plant-based IBI), some scholars have put forth M-IBI (microbe-based IBI). Based on the above-listed findings in the study on s-IBI (single group-based IBI), the study on m-IBI (multi-group-based IBI) will be an important target of future researches. The purposes of applying IBI can be described as quantitative analysis of water ecological health, quantitative analysis of responses of water ecology to human disturbances, and prediction of water ecological health. The authors hold that IBI can be characterized by quantitiveness, object dependence, interdisciplinarity, standardizing trend and systematic deviation, and that IBI is a promising method for ecological health assessment of rural rivers, irrigation districts and farmlands.

Key words: IBI; water ecological health; quantitative analysis; forecasting model; progress

生态健康评价是生态安全评价的核心,生态健康由生态系统的完整性、系统活力和恢复力组成,其中完整性是基础^[1]。生态系统完整性的定量分

收稿日期: 2015-04-16

基金项目: 浙江省水利科技“十二五”重大项目(RA1104); 河海大学中央高校基本科研业务费资助项目(2010B02114)

析仍是学界亟待解决的问题,生物完整性指数(index of biotic integrity, IBI)是研究这一问题的热门方法^[2]。生物完整性由美国生态学家 KARR^[3]提出,最初的涵义是指生物群落维持平衡的能力,现在是指区域内生物群落维持物种组成、多样性、结构和功能稳态(动态稳定)的能力,这种能力与区域所提供的生境具有对应关系^[4],IBI 即是上述能力的度量。基于地球水循环理论,水生生物的健康状况被认为是解释和控制人类对地球水通道影响的最佳手段,IBI 可作为诊断、最小化和防止河流退化的有效工具^[5]。国际上已广泛应用 IBI 来评价水生态系统的健康状况,主要集中于大江大河、湖泊和湿地,应用于小流域、可涉河流、河口和近海的报道也较为常见,却极少应用于陆地。欧美关于 IBI 的研究成果较为丰硕,近年来,研究重点已转向基于大批量监测数据建立不同尺度预测模型。中国起步较晚,尚鲜见有关 IBI 预测模型报道。

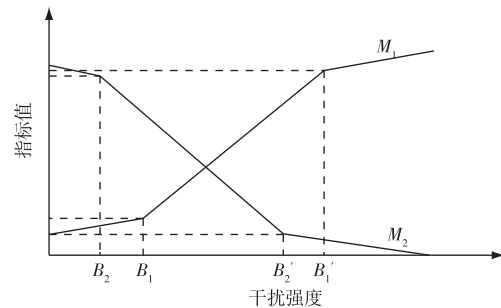
IBI 是由多项度量指标复合而成的一个指数,欧美不少学者称之为 indices of biotic integrity (IBIs),强调的是 IBI 的指标集特性,笔者与大多数学者一样,强调的是 IBI 在一般意义上是作为一个复合指标而存在的。笔者将系统介绍 IBI 的原理、分类、构建和研究热点难点,并总结 IBI 在水生态健康评价中的应用进展。

1 IBI 理论技术体系

1.1 基本原理

IBI 用以评价水生态健康的基本原理示意图见图 1, B 表示某类干扰, M 表示对此类干扰及其梯度会产生响应的生物指标集合,下标表示其中某个指标。对于任一生物指标,如 M_1 ,当干扰强度小于 B_1 时,其指标值缓慢上升,此时 M_1 的变化仅是由自然因素引起,而非对干扰的响应;当干扰强度介于 $B_1 \sim B_1'$ 之间时,指标值上升速率较快,此时 M_1 的变化主要是对干扰的响应;当干扰强度大于 B_1' 时,指标值上升速率又变小,此时干扰强度的增大对 M_1 的影响已达到上限:说明 M_1 对于干扰具有正效应,但其敏感阈为 $B_1 \sim B_1'$ 。同理,生物指标 M_2 对此类干扰具有负效应,其敏感阈为 $B_2 \sim B_2'$ 。对于同一类干扰的梯度变化,不同生物指标的响应就表现出正负效应不同、敏感阈不同以及同一区间内敏感性强弱不同(如 $B_2 \sim B_1$ 区间内 M_2 变化速率大于 M_1),而生物群落往往同时受多种干扰作用。换言之,对于任一生物群落,不同生物指标对不同的干扰及其梯度具有不同的敏感性,如强弱不同,正负不同,敏感阈不

同。IBI 即是通过选取若干生物指标,考虑它们的敏感性差异,经合理赋权和复合后所得到的水生态健康状况的定量表征。IBI 是生物集群维持稳态能力的度量,而生物群落可在不同水平上维持稳态,在不同的水平上,维持稳态的能力也不同^[6]。当生物群落处于非稳态时(如地震、火山喷发、洪水等强烈地质或气候活动发生时及发生后一段时间,人为大规模放养、捕获发生时及之后一段时间),生物群落不具有维持稳态的能力,所以在生物群落达到新的稳态前无法对其进行 IBI 评价。然而,实际中,一般默认研究区域内各位点的生物群落分别处于某种稳态;而在发生剧烈干扰一段时间后(没有具体标准,根据研究需要选定),则假设生物群落处于近似稳态(缓慢达到新稳态的过程,等同于稳态)。



由 KARR^[3] 提出,王备新等^[4] 重绘。

M_1 和 M_2 为生物指标, B_1 、 B_1' 、 B_2 和 B_2' 为不同干扰强度。

图 1 IBI 基本原理示意

Fig. 1 Scheme of the fundamental principles of IBI

IBI 的理论基础是生态学和数学。种群生态学、群落生态学、景观生态学和系统生态学等为不同尺度下水生态健康 IBI 评价提供了理论依据,同时也提供了候选指标体系和生态调查技术方法。以统计学为主的数学为 IBI 位点的选取、指标筛选和指标复合等提供了理论依据。物种鉴定(生物学)是获得各生物指标原始数据的基础工作,在分析 IBI 结果间的差异及其影响因素时,往往涉及环境科学、河流分类学、气候学、地球科学,甚至社会学^[7]等诸多学科。故 IBI 是一种基于生态学与数学,涉及多学科的定量分析方法。

1.2 IBI 的分类

根据生物类群可分为鱼类生物完整性指数(fish IBI, F-IBI)、底栖生物完整性指数[benthic IBI, B-IBI, 主要选用的是大型底栖无脊椎动物(macroinvertebrate)^[8]]、浮游生物完整性指数(plankton IBI, P-IBI)、固着藻类生物完整性指数[alga IBI, A-IBI, 研究热点为硅藻(diatom)]和水生

植物生物完整性指数(aquatic plants IBI, AP-IBI),甚至有学者^[9]提出微生物完整性指数(microbe IBI, M-IBI)。各类群的特点可参见文献[9-10]的总结。

根据类群数量可分为单类群生物完整性指数(single group IBI, s-IBI)和多类群生物完整性指数(multi groups IBI, m-IBI),目前的研究和应用主要集中于前者。

从上述分类可见, s-IBI 评价的实质是从某类特定生物集群的角度去衡量水生态的健康状况,虽然这比以某种单一生物为载体的评价方法更全面,但它也并不能完全刻画生态系统的完整性,加上不同类群 IBI 的评价结果往往表现出不一致性,所以 m-IBI 的提出具有必然性,也将成为今后研究的重要方向。

1.3 基本构建过程

IBI 的基本构建过程^[3,8-9,11-12]: (1) 根据所选生物类群及其在研究区域内的群落特征,初选候选指标; (2) 选定参照位点(reference condition, RC, 一般为纯自然或近自然位点)和干扰位点,测定或计算候选指标参数并进行相关性分析,根据相互独立原则从中筛选出度量指标; (3) 对度量指标参数统一量纲(无量纲化),对各指标赋权,然后分别将各位点的度量指标参数复合为1个数值; (4) 以参照位点值为基准,量化各干扰位点值与基准的差异,量化的结果就是对应位点的 IBI 值; (5) 通过独立数据集或是其他方法对 IBI 结果进行验证。

1.4 研究热点和难点

随着 IBI 的应用尺度和领域不断扩展,1.3 节所述各环节的实现方法也愈来愈多,其中参照位点选取、度量指标筛选以及指标赋权与复合至今仍是 IBI 研究的难点,而随着成果的积累,基于大量数据的预测模型研究已成为学界研究的热点。

1.4.1 参照位点的选取

参照位点是用来比较现状的标准或基准,决定了 IBI 评价结果的真实性,但是不同情况下含义往往不同,比如一般会被定义为自然状态点(natural condition, NC)、最低限度干扰点(minimally disturbed condition, MDC)、历史状态(historical condition, HC)、最少干扰点(least disturbed condition, LDC)和最佳状态点(best attainable condition, BAC)等,相应的参照位点的概念和选取方法也不同^[13]。

KARR^[3]提出 F-IBI 时采用专家判读法选取参照位点,以选取纯自然或近自然位点(NC)为导向,在研究区内由具有较丰富生态调查经验的专家人

为选定1个或是若干个位点作为参照基准。显然,此方法具有较大的主观性和随机性,且不适用于人类活动频繁的区域。PONT 等^[14]则采用评分法选取参照位点,将水文条件、河道形态、总氮-总碳和溶解氧-pH 这4项因子分别制定1~5分标准(越低就越接近自然),对每个位点进行评分,每项因子得分都小于2的则作为参照位点(MDC),据此从5 252个位点中选出1 608个参照位点。与此类似,渠晓东等^[15]提出了参照位点选取的标准化法:水质Ⅱ级以上,栖息地质量在120分以上(参考郑丙辉等^[16]的方法),人类活动无或极少(定性),无耕作土地。这2种方法的准确性取决于所制定标准的准确性,而在人类干扰普遍显著的区域,由这2种方法未必能选出合适的参照位点。BÖHMER 等^[17]采用比较法选取参考位点:在确保位点形态学(如地形地貌、河流类型、气候等)可比性的基础上,对于每个候选指标,将两两位点的参数相比较,优者靠前排序,序号即分数,所有候选指标分数和最低位点作为参考位点(BAC)。该方法强调应以现实中状态最佳的点作为参照。朱迪等^[18]在评价鱼类群落健康的时空变化中采用历史状态(HC)作为参照,选择代表年中受干扰最小的区域(LDC)作为参照。WU 等^[19]认为在人类活动频繁的区域难以找到现实存在的参照位点,因而提出了无参照位点的 P-IBI 方法,这是一种新的尝试。

STODDARD 等^[13]认为参照位点的意义在于为生物评估设定期望值,所以不管采用什么方法进行选取,都应准确界定其作为参照基准的内涵。对此,笔者认为,参照位点的不同定义和选取方法一方面妨碍了结果的可比性,另一方面也表明 IBI 实际上适应于多种评价目的。从1.3节可知,实际上参照位点的选取和其他环节,如指标赋权和复合,具有相互独立性,所以当参照位点为严格意义上的生物完整性最佳位点时(事实上很难确定),IBI 结果可作为各位点绝对健康程度的刻画,此时的评价目的可归结为“确定真实的健康程度”;当参照位点为处于某种状态的位点时,IBI 结果则刻画了各位点相对于这种状态的健康程度,此时评价目的则归结为“确定相对的健康程度”。后者使得 IBI 具有更广泛的应用性,如可量化生态修复效果(工程前后的生物完整性相对差距)和干扰影响(干扰前后的生物完整性相对差距)。

1.4.2 度量指标的筛选

不同类群常见的候选指标可参见文献[9]的总结,从候选指标中筛选度量指标(用于复合的指标)

的基本原则是“分布范围广、相关性弱、敏感性良好”^[20-21]。传统的做法:(1)测定或计算各位点所有候选指标参数;(2)检查每个指标是否在多数(如3/4或4/5以上)位点上均有分布,剔除分布数量低于限值的指标;(3)对剩余指标,分别检验位点间的差异显著性,剔除差异不显著的指标;(4)再对剩余指标做两两相关性分析,相关性高的(如 $|r| > 0.75$)指标选其一。经此过程选出度量指标。如果候选指标数量较少,或仅有少数指标的分布性满足要求,则选出的度量指标将非常少,那么此时将不必通过计算每个位点的IBI值来表征生态健康,而是从总体上可认为该区域的水生态健康已处于极差状态。

SCHOOLMASTER等^[22]提出了关于复合指标及其性质的一般性理论,并对IBI度量指标的最佳数量进行数学推导,给出了确定度量指标的10个步骤:(1)将与干扰呈正相关的候选指标取反;(2)选择1个初始指标 m_i ;(3)将剩余的指标 m_j 逐个加上 m_i ;(4)找到与干扰呈最强负相关的 m_i+m_j 组合,选择 m_j 与 m_i 构成复合指标;(5)检查复合指标与干扰间的相关性是否比加上 m_j 前要强;(6)将复合指标添加到剩余指标集中并作为 m_i 使用;(7)找到与干扰负相关最强的复合指标 $+m_j$ 组合,选择 m_j ;(8)检查新复合指标与干扰间的相关性是否比加上 m_j 前要强;(9)重复步骤6~8直到终止条件得到满足,例如,直到所选择的最佳 m_j 使得复合指标与干扰的相关性减弱,或者直到所有指标被选完;(10)重复步骤2~9,直到所有候选指标都被作为 m_i 使用一遍。上述过程可由计算机编程完成,进入程序前,各指标参数须已统一量纲。经此可得到与候选指标数量相同的一系列复合指标集,事实上有许多将是一样的,只需要从这些复合指标集中选择与干扰或是其他需要研究的因素具有最强相关性的那个即可。报道该方法时,研究者默认指标复合的方法是线性等权重累加,而事实上,指标是非等权重的,其复合也不只是线性累积,所以该方法虽然提供了严密的数学推导过程,但仍待改进。

1.4.3 指标赋权与复合

度量指标基本都具有物理量纲,因此在计算前需将量纲统一化,一般进行无量纲化处理,主要有标准化法和评分法^[9,23],前者即为统计学上的标准差标准化、极差标准化和比值标准化等,后者即是对各指标参数分别根据已知标准进行评分。在进行指标复合前还须将指标对干扰的响应特性统一化,如1.4.2节中将正相关转化为负相关。3分法

(或4分法)^[24]属于评分法,将每个带量纲的指标参数对照已有的等级划分进行赋分,等级划分一般以5%、25%、50%、75%和95%等分位数为标准,具有明显的人为规定性,但是简洁明了,易于操作,指标的敏感性差异则可由每个分值的权重来体现。

参数标准化后指标的复合原则上需要考虑每个指标的权重,由于指标的重要性还难以定量分析,指标权重的确定是目前IBI研究的难点,多数研究都采取等权重处理。李强等^[25]比较了熵值法、等权重法和变异系数法3种权重赋值法在B-IBI中的准确性,结果为熵值法(92.9%)>等权重法(85.7%)>变异系数法(78.5%)。复合方法主要有线性累加、指数累加和平均值法等^[9,21,26],彼此仅是数学方法的差异。

有些方法则是将统一量纲、统一干扰响应特性以及指标赋权和复合结合起来,如比值法^[27]和余分指数合成法^[28]。比值法的基本思路:在所有位点上,与干扰呈负相关的指标,以95%分位数为最佳值,呈正相关的指标则以5%分位数为最佳值,然后统一按照(最大值-实际值)/(最大值-最佳值)进行计算,得到的无量纲结果若大于1,则取1,若为0~1,则取其本身,然后在每个位点上将各指标值相加。该方法中将计算结果限定在 $[0,1]$ 范围内,实际上就是指标赋权,当结果大于1时,表明该指标在该点已优于最佳状态,此时它对生态健康的影响已随梯度显著减弱,只需将其视为最佳状态,从而降低了该指标的权重。余分指数合成法是李祚泳^[28]针对环境质量综合指数合成提出的,对IBI的合成具有重要的启示,但未见将其用于IBI复合的报道。该方法的核心思想是:偏离平均值越远的数对综合结果影响越大,在任一位点上,如果某一指标参数在其样本中偏离均值的程度达到最大,则该指标是此位点上对环境质量贡献最大的。主要过程:将度量指标参数标准化,然后将指标与干扰梯度相关性统一为正相关,求算每个参数偏离均值的程度(偏差),由于偏差必然有正有负,故再取指数,然后在各位点上将所有指标参数的偏差指数值进行余分指数合成,指数值越大,则越晚参与合成,被取余分的次数越少,其对最终结果的贡献也将越大。该方法的特点是指标赋权完全依赖于指标参数本身而杜绝了人为规定性,且所有指标参数对结果都有贡献,但对于不同位点来说,各指标的权重分布是不一致的。当指标数量较多时,余分求值的数学过程将变得非常繁琐,需借助计算编程实现快速计算。

1.4.4 预测模型

预测模型的基本目标:(1)由已知空间位点预测未知空间位点;(2)由已知时间节点预测未知时间节点。在IBI研究中常见的建模方法有多重回归分析法、K-nearest neighbors(KNN)法、神经网络分析法(artificial neural networks,ANNs)、反向传播网络分析法(back-propagation network,BPN)等^[14,26,29-30]。BEDOYA等^[26]基于ANNs提出了BPN,从已报道的研究中获取基础数据集,利用BPN建立了由5项环境参数(海拔高度、距离、集水面积、年均流量和年均水温)预测鱼类完整性的模型,通过在法国西南部Garonne河的验证,结果较多重回归分析更准确。BEDOYA等^[26]还针对美国州级及区域尺度提出了2种方法建立F-IBI预测模型:KNN方法和多重回归方法,两者获得相似的预测结果,但KNN方法效率更高。BECK等^[30]基于332个湖泊数据采用ANNs建立了生态关系对AP-IBI的影响评价模型,通过美国明尼苏达湖的验证表明该模型比多重回归模型更准确地定量刻画了生态关系对AP-IBI的影响。

IBI预测模型的建立方法有多种,具体目的主要有3类:预测IBI的空间分布、由其他因素预测IBI值和评价其他因素对IBI的影响。IBI预测模型的构建需基于大量统计数据,还应关注评价方法在跨流域、跨区域上的迁移转换,注重统一标准的建立与应用。未来的发展趋势应是在不同尺度上针对不同的应用目的建立预测模型。

2 国内外的应用进展

2.1 用于水生态健康评价

KARR^[3]最早提出用F-IBI来评价水生态质量,结果表明这一方法比传统的水质标准更准确地反映了淡水鱼类群落的健康状况及与之相应的环境质量。随后,IBI便逐渐成为学界研究和应用的热点。FORE等^[8]建立了B-IBI来评价俄亥俄州西南部2~4级河流的健康状况,并与当时州管理部门推行的改良快速生物协议(RBP III)的评价结果相比较,对于同一批样点,RBP III未能如B-IBI一样检测出差异,并且对于同样的数据集,主成分分析也未能有效检测出样点间的差异,这说明结合了生物信息的评价方法更适用于河流健康评价。SILOW等^[11]提出的P-IBI比传统水质标准更准确地刻画了水生态质量。

朱迪等^[18]针对长江中游4个浅水湖泊,基于调查数据与历史资料,以1978年为参照,参考

KARR^[3]的方法计算了4个湖泊1964、1981、1993和1998年的F-IBI值,根据F-IBI值的变化趋势认为水生态健康在持续下降,刘明典等^[31]对4个湖泊2003—2008年的F-IBI计算结果与此相似,上述结论与长江上游生态系统服务价值持续衰退^[29]的结论一致,但前者基于生物指标的结果较后者基于经济指标的结果更准确地刻画了生态衰退的程度。针对山区溪流,王备新等^[20]建立了B-IBI评价安徽黄山溪流的健康程度,结果表明B-IBI与水体电导率呈负相关,与生境质量(即生境指数^[16],habitat index,HI)呈正相关。李强等^[25]针对浙江西苕溪构建的B-IBI与王备新等^[20]的研究结果类似,即B-IBI与生境指数、海拔高度均呈正相关,与水温呈负相关。朱迪等^[32]和沈强等^[33]分别运用F-IBI和P-IBI对水库健康进行评价,前者认为F-IBI能较好地反映水源质量状况,后者指出P-IBI结果揭示了水体富营养化和水华风险程度。李国忱^[34]比较研究了F-IBI和P-IBI在辽宁清河流域健康评价中的应用,结果表明F-IBI的评价结果普遍比P-IBI的评价结果偏优,但他认为P-IBI的评价结果更可信。高欣等^[35]采用B-IBI评价了西辽河的生态健康,结果显示西辽河全流域处于严重的生态退化状态,B-IBI与水体悬浮物浓度呈负相关。张颖等^[23]通过B-IBI评价发现淮河流域大部分水体处于不健康状态。

上述一系列研究表明IBI评价方法比传统水质标准更能准确反映水生态健康状况,且IBI甚至比已有的一些生物评价方法(如RBP III)具有更高的敏感性,将IBI引入我国河流水生态健康评价领域,对准确把握我国重要河流和水域的水生态健康状况具有重要意义。

2.2 用于分析水生态对人类干扰的响应

ROTH等^[36]针对美国中西部农业区域的1~3级流域,采用航拍和GIS等手段定量分析了土地利用方式对F-IBI的影响,结果表明,在流域尺度上F-IBI与农用地覆盖率呈高度负相关关系。LAUNOIS等^[37]采用F-IBI评价了法国67座水库和24个天然湖泊的生态状况,结果表明湖泊生态对人为干扰的响应是显著的,其中水库对农业响应最显著,天然湖泊则对城市响应较显著。HERING等^[38]将9个欧洲国家的185条河流分为洼地和山地2大类型,分别研究A-IBI、AP-IBI、B-IBI和F-IBI对水体物理化学性质、水文条件、土地利用方式和水电工程等不同干扰因素及强度的响应,结果表明上述4种生物类群对有机污染/水体富营养化的响应

都显著,其中硅藻最强(在洼地与山地河流中相关系数分别为0.85和0.89),其次是大型无脊椎动物(在洼地与山地河流中相关系数分别为0.91和0.51),对土地利用方式和水文条件变化的响应则都较弱(最高不超过0.50),河流形态退化对水生生物的影响在洼地较强,而在山地较弱。WU等^[39]提出的无参照位点P-IBI来评价人类活动对德国洼地河流的影响,剥离了生物群落季节相的变化,结果表明河流生态状况对人类点源、面源干扰响应均显著。不同于欧洲主流的方法,ANGERMEIER等^[40]针对罗马尼亚中部2个自然地理区域,基于35个样点中54种鱼类的10个自然-历史属性指标,建立了多度量指标PMIs(构建过程与F-IBI类似),分析了水文条件、水道、土地开发强度和水化学指标等因素变化对鱼类的影响。在河流修复效果评价中,RAPPORT等^[41]在景观尺度上将社会价值指标与生物完整性指标相结合来分析人类活动对河流的影响,他认为还需在数十年的时间尺度上相结合才能达到最佳效果。RAFFERTY等^[42]采用IBI研究宾夕法尼亚州海湾鱼类群落对不同数量和类型污水溢流事件的响应。BOOTH等^[43]采用B-IBI评价了华盛顿州西部的普吉特湾盆地地表不透水率(硬化面积覆盖率)对河流的影响。

朱迪等^[44]对三峡库区的分析表明,从20世纪中期到2010年,F-IBI持续下降,而在纵向上,从坝前到库尾呈上升趋势,支流高于干流,然而总体上三峡库区的生态质量较差。吴璟等^[45]在亚流域、沿岸和局部3个尺度上定量研究了土地利用方式对西苕溪B-IBI的影响,发现耕地、民居、竹园的面积比与B-IBI呈负相关,耕地最显著,针叶林、阔叶林、混交林的面积比与B-IBI呈正相关,阔叶林最显著,还发现耕地面积比对B-IBI的影响在3个尺度上存在不同的阈值,达到阈值后影响趋缓。WU等^[39]调查了中国23个大坝水域,采用A-IBI评价大坝对水生生态健康的影响,结果表明水坝能显著降低水生生态健康程度,他认为A-IBI可作为长期生物监测及生态修复效果的评价方法。

值得注意的是,GLENNON等^[46]尝试将IBI应用于陆地生态系统健康评价中,定量研究了纽约州北部土地利用方式对鸟类群落的影响。MELO等^[47]采用B-IBI比较巴西南部传统稻田、生态稻田和自然湿地3类区域的生态健康状况,结果表明自然湿地优于生态稻田,后者优于传统稻田。

综上所述,借助IBI可在多个尺度(河段、河流和流域)上有效分析水生生态对人类干扰的响应,IBI

评价显示水生生态对沿岸土地利用方式的变化非常敏感,这证明了设立保护带(缓冲带)的必要性,而水生生态对拦河筑坝等大型水利工程的响应也可通过IBI评价结果反映出来,所以IBI可作为一种生态监测手段。胡俊等^[48]已讨论了IBI作为常规生态监测手段的可能性及广阔前景,在水生生态健康评价、管理和建设中,IBI将是一种有效的方法。

2.3 用于预测水生生态健康状况

KARR等^[49]于2004年提出了利用20a相关资料建立IBI预测模型,用以评估美国退化水域的恢复效果。PONT等^[14]基于2004年出台的欧盟水框架指令(European Water Framework Directive, EWFD)针对欧洲大陆开发了一套F-IBI水生生态评价模型,基础数据源于全欧洲的1842条河流上的5252个站点,他认为此评价模型可实现欧盟内部跨区域、跨流域转换应用,模型强调了生物的功能属性而弱物种属性,同时区分了自然因素与人为因素对环境的影响。BÖHMER等^[17]同样基于EWFD,利用德国900条河流、4000个站点的数据建立了B-IBI来评价河流的生态状况,并通过统计分析量化了一般干扰、污染排放和河流形态退化对河流生态健康的影响程度,同时他指出评价模型的准确性依赖于河流分类、参照位点的选取、数据的标准化处理和区域的时空异质性等因素。

上述对水生生态健康的预测都是通过建立IBI预测模型实现的,预测模型都需基于大批量的监测数据,而我国尚缺乏建立大尺度(大流域)IBI预测模型所需的数据,对此我国学界一方面应加强相关成果积累,另一方面需追踪国际相关的研究和应用进展。

3 总结与展望

3.1 总结

IBI是一种基于生态学与数学,涉及多学科的定量分析方法,其理论技术体系仍处于发展演化之中;选用的生物类群从鱼类扩展到大型底栖无脊椎动物、浮游生物、固着藻类和水生植物,甚至是微生物;应用尺度从河段扩展到河流和流域(全水系),从河道到湖泊、河口(海湾)和湿地,甚至是水稻田。IBI的应用目的可分为定量评价水生生态健康状况、定量分析人类干扰对水生生态的影响程度以及在时空维度上预测水生生态的健康状况。

多种IBI的基本构建过程是一样的,但在参照位点选取、度量指标筛选、指标赋权和复合等关键环节上存在不同的观点和方法,m-IBI将是今后重

要的研究方向,IBI 预测模型则是目前的研究热点。

IBI 的特点:(1)量化,IBI 是以一个数值表征生态健康状况,所有的度量指标均须数值化和标准化后参与复合运算;(2)对象依赖性,研究载体不同,选用类群不同,IBI 的指标集也不同;(3)学科交叉性,整个 IBI 体系涉及多门学科的理论与技术方法;(4)标准化趋势,为了实现 IBI 广谱的适用性,其指标集、构建方法和预测模型构建方法最终将实现标准化;(5)系统误差性,IBI 指标集中一般存在部分定性指标,复合过程中总是采用某种方法将其数值化,此过程必存在系统误差,因此应尽量减少定性指标的使用。

3.2 展望

IBI 必将应用于人类活动频繁区域水生态健康评价与预测以及人类干扰对水生态的影响中,所以参照位点不再单纯以“纯自然或近自然”为原则,而应根据 IBI 的应用目的赋予参照位点不同的内涵。我国学界尚未见 IBI 预测模型报道,原因是我国对 IBI 的研究和应用成果积累太少,所以在推广生物-生态监测的过程中应注重 IBI 的应用,及时追踪国际的相关进展,并结合我国的实际情况对相应的研究热点难点提出新的观点和方法,推动 IBI 理论技术体系的发展演化。

就我国而言,农业和农村生态问题事关农业可持续发展战略,如农村河道生态建设(修复)、生态型灌区建设和生态型农田建设等均已提上日程,而准确地刻画水体或湿地的生态健康状况是上述工作的基础,IBI 作为一种定量分析方法具有广阔的应用前景。

参考文献:

[1] 王根绪,程国栋,钱鞠.生态安全评价研究中的若干问题[J].应用生态学报,2003,14(9):1551-1556.

[2] 沈韞芬,蔡庆华.淡水生态系统中的复杂性问题[J].中国科学院研究生院学报,2003,20(2):131-138.

[3] KARR J R. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities [J]. Fisheries, 1981, 6(6): 21-27.

[4] 王备新,杨莲芳,刘正文.生物完整性指数与水生态系统健康评价[J].生态学报,2006,25(6):707-710.

[5] KARR J R, CHU E W. Sustaining Living Rivers [J]. Hydrobiologia, 2000, 422: 1-14.

[6] 戈峰.现代生态学[M].北京:科学出版社,2008:304-305.

[7] RAPPORT D J, GAUDET C, KARR J R, et al. Evaluating Landscape Health: Integrating Societal Goals and Biophysical Process [J]. Journal of Environmental Management, 1998, 53(1): 1-15.

[8] FORE L S, KARR J R, WISSEMAN R W. Assessing Invertebrate Responses to Human Activities: Evaluating Alternative Approaches

[J]. Journal of the North American Benthological Society, 1996, 15(2): 212-231.

[9] 廖静秋,黄艺.应用生物完整性指数评价水生态系统健康的研究进展[J].应用生态学报,2013,24(1):295-302.

[10] PILIÈRE A, SCHIPPER A M, BREURE A M, et al. Comparing Responses of Freshwater Fish and Invertebrate Community Integrity Along Multiple Environmental Gradients [J]. Ecological Indicators, 2014, 43: 215-226.

[11] SILOW E A, IN-HYE O. Aquatic Ecosystem Assessment Using Exergy [J]. Ecological Indicators, 2004, 4(3): 189-198.

[12] KESMINAS V, VIRBICKAS T. Application of an Adapted Index of Biotic Integrity to Rivers of Lithuania [J]. Hydrobiologia, 2000, 422: 257-270.

[13] STODDARD J L, LARSEN D P, HAWKINS C P, et al. Setting Expectations for the Ecological Condition of Streams: The Concept of Reference Condition [J]. Ecological Applications, 2006, 16(4): 1267-1276.

[14] PONT D, HUGUENY B, BEIER U, et al. Assessing River Biotic Condition at a Continental Scale: A European Approach Using Functional Metrics and Fish Assemblage [J]. Journal of Applied Ecology, 2006, 43(1): 70-80.

[15] 渠晓东,刘志刚,张远.标准化方法筛选参照点构建大型底栖动物生物完整性指数[J].生态学报,2012,32(15):4661-4672.

[16] 郑丙辉,张远,李英博.辽河流域河流栖息地评价指标与评价方法研究[J].环境科学学报,2007,27(6):928-936.

[17] BÖHMER J, RAWER-JOST C, ZENKER A. Multimetric Assessment of Data Provided by Water Managers From Germany: Assessment of Several Different Types of Stressors With Macrozoobenthos Communities [J]. Hydrobiologia, 2004, 516(1/2/3): 215-228.

[18] 朱迪,常剑波.长江中游浅水湖泊生物完整性时空变化[J].生态学报,2004,24(12):2761-2767.

[19] WU Nai-cheng, CAI Qing-hua, FOHRER N. Development and Evaluation of a Diatom-based Index of Biotic Integrity (D-IBI) for Rivers Impacted by Run-of-river Dams [J]. Ecological Indicators, 2012, 18: 108-117.

[20] 王备新,杨莲芳,胡本进,等.应用底栖动物完整性指数 B-IBI 评价溪流健康[J].生态学报,2005,25(6):1481-1490.

[21] BORJA A, DAUER D M. Assessing the Environmental Quality Status in Estuarine and Coastal Systems: Comparing Methodologies Indices [J]. Ecological Indicators, 2008, 8(4): 331-337.

[22] SCHOOLMASTER D R, GRACE J B, WILLIAM-SCHWEIGER E, et al. A General Theory of Multimetric Indices and Their Properties [J]. Methods in Ecology and Evolution, 2012, 3(4): 773-781.

[23] 张颖,胡金,万云,等.基于底栖动物完整性指数 B-IBI 的淮河流域水系生态健康评价[J].生态与农村环境学报,2014,30(3):300-305.

[24] BARBOUR M T, GERRITSEN J, SNYDER B D, et al. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish [R]. 2nd ed. EPA 841-B-99-002. Washington DC, USA: U. S. Environmental Protection Agency, Office of Water, 1999.

[25] 李强,杨莲芳,吴璟,等.底栖动物完整性指数评价西苕溪溪流

- 健康[J].环境科学,2007,28(9):2141-2147.
- [26] BEDOYA D, NOVOTNY V, MANOLAKOS E S. Instream and Off-stream Environmental Conditions and Stream Biotic Integrity Importance of Scale and Site Similarities for Learning and Prediction [J]. Ecology Modelling, 2009, 220(19): 2393-2406.
- [27] BLOCKSOM K A, KURTENBACH J P, KLEMM D J, *et al.* Development and Evaluation of the Lake Macroinvertebrate Integrity Index (LMII) for New Jersey Lakes and Reservoirs [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2002, 77(3): 311-333.
- [28] 李祚泳. 环境质量综合指数的余分指数合成法[J]. 中国环境科学, 1997, 17(6): 554-556.
- [29] IBARRA A A, GEVREY M, PARK Y S, *et al.* Modelling the Factors that Influence Fish Guilds Composition Using a Back-propagation Network: Assessment of Metrics for Indices of Biotic Integrity [J]. Ecological Modelling, 2003, 160(3): 281-290.
- [30] BECK M W, WILSON B N, VONDRACEK B, *et al.* Application of Neural Networks to Quantify Utility of Indices of Biotic Integrity for Biological Monitoring [J]. Ecological Indicators, 2014, 45: 195-208.
- [31] 刘明典, 陈大庆, 段辛斌, 等. 应用鱼类生物完整性指数评价长江中上游健康状况[J]. 长江科学院院报, 2010, 27(2): 1-6.
- [32] 朱迪, 陈锋, 杨志, 等. 基于鱼类生物完整性指数的水源地评价[J]. 水生态学杂志, 2012, 33(2): 1-5.
- [33] 沈强, 俞建军, 陈晖, 等. 浮游生物完整性指数在浙江水源地水质评价中的应用[J]. 水生态学杂志, 2012, 33(2): 26-31.
- [34] 李国忱. 辽宁省清河流域生物完整性指数的研究[D]. 沈阳: 辽宁大学, 2012.
- [35] 高欣, 张远, 丁森, 等. 西辽河大型底栖动物生物完整性评价及同环境因子关系的探讨[C] // 中国环境科学学会. 光大环保优秀论文集. 北京: 中国环境科学出版社, 2014: 43-53.
- [36] ROTH N E, ALLAN J D, ERICKSON D L. Landscape Influences on Stream Biotic Integrity Assessed at Multiple Spatial Scales [J]. Landscape Ecology, 1996, 11(3): 141-156.
- [37] LAUNOIS L, VESLOT J, IRZ P, *et al.* Development of Fish-based Index (FBI) of Biotic Integrity for French Lakes Using the Hind-casting Approach [J]. Ecological Indicators, 2011, 11(6): 1572-1583.
- [38] HERING D, JOHNSON R K, KRAMM S, *et al.* Assessment of European Streams With Diatoms, Macrophytes, Macroinvertebrates and Fish; A Comparative Metric-based Analysis of Organism Response to Stress [J]. Freshwater Biology, 2006, 51(9): 1757-1785.
- [39] WU Nai-cheng, SCHMALZ B, FOHRER N. Development and Testing of Phytoplankton Index of Biotic Integrity (P-IBI) for a German Lowland River [J]. Ecology Indicators, 2012, 13(1): 158-167.
- [40] ANGERMEIER P L, DAVIDEANU G. Using Fish Communities to Assess Streams in Romania; Initial Development of an Index of Biotic Integrity [J]. Hydrobiologia, 2004, 511(1/2/3): 65-78.
- [41] RAPPORT D J, GAUDET C, KARR J R, *et al.* Evaluating Landscape Health: Integrating Societal Goals and Biophysical Process [J]. Journal of Environmental Management, 1998, 53(1): 1-15.
- [42] RAFFERTY S D, LYBROOK J, KACZMAREK K M, *et al.* Assessing Changes in the Presque Isle Bay Watershed Fish Community Using a Modified Index of Biotic Integrity; Before and After the Elimination of Combined Sewer Overflows [J]. Environmental Monitoring and Assessment, 2013, 185(12): 10459-10471.
- [43] BOOTH D B, KARR J R, SCHAUMAN S, *et al.* Reviving Urban Streams; Land Use, Hydrology, Biology, and Human Behavior [J]. Journal of the American Water Resources Association, 2004, 40(5): 1351-1364.
- [44] 朱迪, 杨志. 鱼类生物完整性指标在河流健康管理中的应用[J]. 人民长江, 2013, 44(15): 65-68.
- [45] 吴璟, 杨莲芳, 姜小三, 等. 浙江西苕溪土地利用变化对溪流大型底栖无脊椎动物完整性的影响[J]. 生态学报, 2008, 28(3): 1183-1191.
- [46] GLENNON M J, PORTER W F. Effects of Land Use Management on Biotic Integrity: An Investigation of Bird Communities [J]. Biological Conservation, 2005, 126(4): 499-511.
- [47] MELO S, STENERT C, DALZOCCHIO M S, *et al.* Development of a Multimetric Index Based on Aquatic Macroinvertebrate Communities to Assess Water Quality of Rice Fields in Southern Brazil [J]. Hydrobiologia, 2015, 742(1): 1-14.
- [48] 胡俊, 沈强, 陈明秀, 等. 生态监测指标选择的探讨[J]. 中国环境监测, 2014, 30(4): 166-170.
- [49] KARR J R, YODER C O. Biological Assessment and Criteria Improve Total Maximum Daily Load Decision Making [J]. Journal of Environmental Engineering, 2004, 130(6): 594-604.

作者简介: 王为木(1972—), 男, 山东日照人, 副教授, 主要研究方向为农业水土环境与生态保护、土壤溶质运移。E-mail: wangwm@hhu.edu.cn

(责任编辑: 李祥敏)